第 37 卷第 12 期 2017 年 6 月
生 态 学 报
ACTA ECOLOGICA SINICA
Vol.37,No.12 Jun.,2017

DOI: 10.5846/stxb201603120441
李志杰, 杨万勤, 岳楷, 贺若阳, 杨开军, 庄丽燕, 谭波, 徐振锋.温度对川西亚高山 3 种森林土壤氮矿化的影响.生态学报,2017,37(12):4045-4052.
Li Z J, Yang W Q, Yue K, He R Y, Yang K J, Zhuang L Y, Tan B, Xu Z F.Effects of temperature on soil nitrogen mineralization in three subalpine forests of western Sichuan, China.Acta Ecologica Sinica,2017,37(12):4045-4052.

温度对川西亚高山 3 种森林土壤氮矿化的影响

李志杰[1,2], 杨万勤[1,2], 岳 楷[1], 贺若阳[1], 杨开军[1], 庄丽燕[1], 谭 波[1,2], 徐振锋[1,2,*]

1 四川农业大学生态林业研究所,四川省林业生态工程重点实验室,成都 611130
2 四川农业大学高山森林生态系统定位研究站,长江上游生态安全协同创新中心,成都 611130

摘要:川西亚高山森林群落土壤氮循环对全球气候变化非常敏感。采用室内培养法,研究川西 3 个森林群落(天然针叶林、云杉人工林和桦木次生林)土壤有机层和矿质土壤层无机氮含量在两个培养温度(20 ℃和 10 ℃)下 4 周内动态变化。结果表明:培养 4 周后,在 20 ℃培养条件下天然针叶林、云杉人工林和桦木次生林硝态氮含量比在 10 ℃培养条件下分别高出 104.32%、52.11%和 25.57%;而铵态氮含量仅高出 10.18%、24.06%和 44.82%。有机层土壤氨化速率、硝化速率和净氮矿化速率大多表现为 20 ℃显著高于 10 ℃;相反,温度对矿质土壤层氮转化速率影响大多不显著。此外,天然林土壤净氨化速率、硝化速率和净氮矿化速率均高于桦木次生林和云杉人工林。实验期间,3 个森林群落土壤净硝化速率 20 ℃比 10 ℃高 79.03%—128.89%,而净氨化速率仅高 37.81%—63.33%。综上所述,温度变化对川西亚高山森林土壤氮矿化具有显著影响,而温度效应因森林类型、土壤层次和氮形态而不同。与矿质土壤层相比,土壤有机层氮矿化对温度变化更为敏感。

关键词:温度;亚高山森林;川西;铵态氮;硝态氮;土壤层次

Effects of temperature on soil nitrogen mineralization in three subalpine forests of western Sichuan, China

LI Zhijie[1,2], YANG Wanqin[1,2], YUE Kai[1], HE Ruoyang[1], YANG Kaijun[1], ZHUANG Liyan[1], TAN Bo[1,2], XU Zhenfeng[1,2,*]

1 *Key Laboratory of Ecological Forestry Engineering, Institute of Ecology & Forestry, Sichuan Agricultural University, Chengdu* 611130, *China*
2 *Long-term Research Station of Alpine Forest Ecosystems and Collaborative Innovation Center of Ecological Security in the Upper Reaches of YangtzeRiver, Sichuan Agricultural University, Chengdu* 611130, *China*

Abstract: Temperature is a key factor that regulates almost all biochemical processes of terrestrial ecosystems, such as soil respiration, soil net N mineralization and soil enzyme activity. Warmer air temperatures would likely result in warmer soil temperatures which could, in turn, largely affect the biogeochemical processes of soils in these ecosystems. Soil nitrogen mineralization plays a key role in plants growth, net primary production (NPP), soil nitrogen availability and its responses to climatic warming are very important in estimating and predicting forest ecosystems carbon budgets and nutrients biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems. In comparison with soil nitrogen dynamics from different forest ecosystems in one climatic region, the effects of forest management were clearly evident on the soil fertility and belowground ecosystems functions and structures. The subalpine and alpine forest ecosystems in the eastern Tibetan Plateau located at the transitive zone from Qinghai-Tibet Plateau to Sichuan basin could be very sensitive to global climate change with important

基金项目:国家自然科学基金项目(31570601,31570445,31500509);中国博士后科学基金(2013M540714,2014T70880)资助
收稿日期:2016-03-12; **修订日期**:2017-02-21
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: sicauxzf@163.com

consequences for the global C and N balance. The magnitude of warming on the Tibetan Plateau is projected to be large relative to many other regions and the soils on the Tibetan Plateau contain large amounts of soil organic matter. Thus, soil nutrient turnover processes of alpine forest soils in this region could be more pronounced than in other ecosystems under future warmer conditions. Last century, natural coniferous forests in southwestern China were deforested and reforested with dragon spruce plantation and birch secondary forest. Forest conversation may induce great changes in soil biochemical properties, and further affect the responses of forest soils to projected global warming. To gain in-depth knowledge on the effect of experimental warming on soil nitrogen transformation processes, a laboratory incubation experiment was conducted in organic and mineral soil layers of three contrasting subalpine forest ecosystems (natural coniferous forest, dragon spruce plantation and birch secondary forest) under two temperature treatments (20 ℃ and 10 ℃) for 4 weeks. Soil nitrate were 104.32%, 52.11% and 25.57% higher at 20 ℃ than 10 ℃, respectively, in the natural coniferous forest, dragon spruce plantation and birch secondary forest. However, ammonium content only increased by 10.18%, 24.06% and 44.82%, respectively, in the natural coniferous forest, dragon spruce plantation and birch secondary forest. The net soil ammonification, nitrification and nitrogen mineralization rates were significantly higher at 20 ℃ than 10 ℃ in the organic soil layer. Conversely, the effects of temperature on nitrogen transformation rates in the mineral layer were not significant different. Additionally, the soil nitrogen transformation rates in the natural forest were higher compared to the dragon spruce plantation and secondary birch forest and the temperature effect on nitrification rate was higher relative to the ammonification rate. During the incubation period, the soil nitrification rate was 79.03%—128.89% higher at 20 ℃ than 10 ℃, whereas the temperature only increased the ammonification rate by 37.81%—63.33%. The results of this study suggest that warming has a considerable impact on nitrogen mineralization in the subalpine forests of western Sichuan; in addition, warming effect is dependent on forest type, soil layer and nitrogen species. Soil mineralization is more sensitive to warming in organic than mineral layer.

Key Words: temperature; subalpine forest; western Sichuan; ammonium; nitrate; soil layer

工业革命以来,因 CO_2等温室气体的过量排放,全球平均地面温度不断增加。IPCC(2007)研究报告指出,至本世纪末全球平均气温将升高 1.8—4.0 ℃[1]。氮素是植物生长发育所必须的大量元素,同时也是植物体内蛋白质及生长激素的重要组成成分之一。因此,森林土壤氮素的可利用性,常被认为是陆地生态系统中,影响植被净初级生产力的主要限制因子[2]。大量研究表明,气候变化增加了植被光合碳同化速率、生物量积累和净初级生产力[3]。因此,土壤氮的可利用性及其对气候变化的响应是预测未来气候变化背景下陆地生态系统碳收支的关键所在[4]。

土壤中的氮绝大部分是以有机质形式存在,不能由植物直接吸收,必须在土壤微生物作用下,转化为铵态氮和硝态氮才能被植物利用[5]。可见森林土壤有机质转化为无机氮的过程直接限制了森林生态系统的生产力,因此,研究森林土壤中氮动态及氮矿化速率及其影响因子对于了解生态系统生产力,营养循环和氮素的循环具有重要的意义。森林转化可能通过影响土壤生物和非生物因子直接或间接影响土壤氮矿化速率[6],比较研究相同气候区域不同森林群落土壤氮矿化特征可以了解历史的管理措施(从天然林转变为次生林或人工林)对系统土壤肥力和功能的影响[7]。此外由于土壤有机层及矿质土壤层组分的区别,其有机质矿化过程同样存在着一定差异。土壤有机层主要是由地面上各种未分解或半分解状态的有机物组成[8],是森林生态系统中植被与土壤之间进行物质循环及能量转换最为活跃的生态界面[9]。相比矿质土壤层,土壤有机层氮矿化速率可能更高,对温度敏感性也可能更强烈,但至今仍缺乏相关研究。

川西亚高山森林地处我国青藏高原东缘,对于全球气候变化非常敏感[10]。该区域森林植被种类丰富,是我国第二大林区的主体,并对调节区域气候、涵养水源、保持水土、生物多样性保护等方面具有十分重要的作用[11]。20 世纪 50—80 年代,该区域由于大规模森林砍伐,其生态屏障功能逐渐减弱[12]。自 1998 年停采封

育以来,政府大力实施退耕还林工程和天然林保护工程,该地区森林植被有所恢复。如今,区域森林植被主要包括天然针叶林、云杉人工林和桦木次生林。近些年,围绕川西亚高山森林对气候变化响应开展大量工作,先前的工作主要集中在植被生理、凋落物分解和土壤碳循环方面,而对土壤氮矿化方面的研究仍不充分[13-14]。鉴于此,本研究选择川西亚高山 3 个典型森林群落(天然针叶林、云杉人工林和桦木次生林),利用室内培养法,比较分析 3 个森林群落土壤有机层和矿质土壤层无机氮在两个温度条件下(10 ℃和 20 ℃)的动态特征。本研究旨在为气候变化背景下川西亚高山森林土壤氮养分管理提供科学依据。

1　研究地区与研究方法

1.1　研究区概况

研究区域位于四川省阿坝藏羌自治州理县毕棚沟自然保护区。地处青藏高原-四川盆地过渡地带的四姑娘山北麓。102°53′—102°57′ E,31°14′—31°19′ N。海拔 2458—4618 m,属丹巴-松潘半湿润气候,区域内年均气温 2—4 ℃,最高气温(7 月)23.7 ℃,最低气温(8 月)-18.1 ℃,年降水量 700—1000 mm,年蒸发量 1000—1900 mm,降雨主要集中于生长季节。研究区域内土壤类型为有机层较厚的雏形土,主要森林类型包括:(1)天然针叶林:年龄约 150 a,盖度0.9,主要物种有岷江冷杉(*Abies faxoniana*)、四川红杉(*Larix mastersiana*)、扁刺蔷薇(*Rosa sweginzowii*)、箭竹(*Fargesia spathacea*)、高山冷蕨(*Cystopteris Montana*)和苔草(*Carex* spp)等;(2)云杉人工林:年龄约 50 a,盖度 0.8,主要物种有粗枝云杉(*Picea asperata*)、三颗针(*Berberis diaphana*)、红毛花楸(*Sorbus rufopilosa*)和青茅(*Deyeuxia scabrescens*)等;(3)桦木次生林:年龄约 60 a,盖度 0.9,主要物种有红桦(*Betula albo-sinensis*)、箭竹(*Fargesia spathacea*)、沙棘(*Hippophae rhamnoides*)、蟹甲草(*Parasenecio forrestii*)和唐松草(*Thalictrum* spp)等。从当地林业局了解,近些年 3 种森林均无人工管理措施。

1.2　土样采集及实验室培养

2015 年 8 月在研究区域内选取坡度、坡向等立地条件相似的 3 个森林群落(天然针叶林、云杉人工林和桦木次生林),在每个森林群落内设置 3 个 20 m×20 m 样地,构成 3 个重复。每块样地按对角线法选取 3 个采样点,并用直径 5 cm 土钻按土壤有机层和矿质土壤层分层采样。随后去除样品中碎石及植物根系,并将相同层次的土壤混合均匀后过 2 mm 土筛,装入封口袋中,低温带回实验室做相关分析。将每个样品称取 50 g 鲜土于 150 mL 聚乙烯塑料瓶中,调节土壤含水量为 60%(质量含水量),并用透气不透水的保鲜膜进行封口,分别置于 10 ℃和 20 ℃恒温培养箱中培养 28d,每隔 d 天对土壤铵态氮和硝态氮含量进行测定并计算其矿化速率。另取一部分样品用于土壤有机碳、全氮、全磷、硝态氮、铵态氮及 pH 的测定。培养样品共 144 个(3 种森林群落×2 个土壤层次×4 个培养周期×2 个不同温度×3 次重复)。各森林群落土壤基本理化性质如表 1 所示。

表 1　不同森林群落土壤基本理化性质

Table 1　Basic soil physical and chemical properties of the study plots

林型 Soil type	天然林 Natural coniferous forest		云杉人工林 Dragon spruce plantation		桦木次生林 Birch secondary forest	
	有机层 Organic layer	矿质层 Mineral layer	有机层 Organic layer	矿质层 Mineral layer	有机层 Organic layer	矿质层 Mineral layer
土壤有机碳/(g/kg)	206.46±7.08A **	43.61±8.24A	88.51±10.52B	30.76±8.24A	215.78±49.14A *	65.92±11.05A
全氮/(g/kg)	13.98±0.61A **	2.23±0.28A	5.43±0.50B	1.71±0.60A	13.78±2.09A *	4.62±1.18A
全磷/(g/kg)	0.59±0.03A **	0.25±0.02B	0.40±0.01C	0.35±0.01B	0.50±0.03B	0.41±0.02A
NH_4^+-N/(mg/kg)	56.60±4.94A **	4.96±0.20 A	5.10±1.32B	5.50±1.28A	9.98±2.74B *	3.42±0.76A
NO_3^--N/(mg/kg)	18.93±2.09B **	2.90±1.03A	16.95±5.44B	6.30±3.90A	77.51±14.31A	23.20±8.66A
C∶N	14.70±0.22A	19.28±1.40A *	16.24±0.81A	18.89±1.35A	15.35±1.19A	14.83±1.29A
pH	5.10±0.22C	5.78±0.26B	6.40±0.05B	7.33±0.07A	7.21±0.16A	6.48±0.28B

表中数据:平均值±标准误;不同大写字母表示相同土壤层次不同森林群落间差异显著($P<0.05$);* 表示相同森林群落不同土壤层次之间差异显著

1.3 测定方法

土壤含水率采用烘干法(105 ℃,24 h)测定,土壤 pH 值采用电位法测定(蒸馏水,水土比 1:2.5),土壤有机碳测定采用重铬酸钾氧化法测定,全氮测定采用凯氏定氮法测定,全磷采用钼锑抗比色法测定,土壤铵态氮含量采用氯化钾浸提-靛酚蓝比色法测定,土壤硝态氮含量采用二磺酸比色法测定。

1.4 数据处理

通过培养前后土壤铵态氮(NH_4^+-N)和硝态氮(NO_3^--N)及无机氮(NH_4^+-N+NO_3^--N)含量的差值,以及培养时间计算净氨化速率、净硝化速率及净氮矿化速率。

$$\Delta t = t_{i+1} - t_i$$

$$A_{amm} = c(NH_4^+\text{-N})_{i+1} - c(NH_4^+\text{-N})_i$$

$$A_{nit} = c(NO_3^-\text{-N})_{i+1} - c(NO_3^-\text{-N})_i$$

$$A_{min} = A_{amm} + A_{nit}$$

式中,t_i与t_{i+1}分别表示初始时间以及培养时间;A_{amm}表示 NH_4^+-N 积累量;A_{nit}表示 NO_3^--N 积累量;A_{min}表示无机氮(NH_4^+-N+NO_3^--N)积累量。此外:

$$R_{amm} = A_{amm}/\Delta t$$

$$R_{nit} = A_{nit}/\Delta t$$

$$R_{min} = A_{min}/\Delta t$$

式中,R_{min}、R_{nit}和 R_{min}分别表示净氨化速率、净硝化速率和净氮矿化速率。

1.5 数据分析

采用三因素方差分析模型(Three-way ANOVA)检验森林群落、土壤层次和培养温度及其交互作用对无机氮积累量和土壤净氮矿化速率的影响;采用单因素方差分析(One-way ANOVA)和最小显著差异法(LSD)检验不同培养时间显著性差异;采用 Student's *t*-test 检验相同培养时期不同培养温度之间差异。所有统计分析界定 α=0.05,所有分析均用 SPSS 20.0 完成,制图使用 Origin 8.5 软件。

2 结果与分析

2.1 土壤铵态氮、硝态氮积累量

培养温度对川西亚高山 3 个森林群落土壤铵态氮和硝态氮含量有显著影响,而温度效应与土壤层次及氮形态有关(图 1,表 2)。土壤有机层对于温度变化的响应远大于矿质土壤层,3 个森林群落土壤有机层铵态氮和硝态氮含量大多表现为 20 ℃培养条件下显著高于 10 ℃(图 1)。相反,温度变化通常对 3 个森林群落矿质土壤层铵态氮和硝态氮含量没有显著影响。此外,硝态氮对于温度变化的响应大于铵态氮(图 1,表 2)。培养结束,20 ℃培养条件下天然针叶林、桦木次生林和云杉人工林硝态氮含量比 10 ℃分别高 104.32%、52.11%和 25.57%(图 1);而 20 ℃培养条件下铵态氮含量仅比 10 ℃高 10.18%—44.82%(图 1,表 2)。

2.2 土壤净氨化速率、净硝化速率及净氮矿化速率

培养温度对川西亚高山 3 种森林群落土壤氮矿化速率有显著影响,而温度效应与土壤层次及氮形态有关(图 2,表 2)。3 种森林群落土壤氮矿化速率对温度变化的响应主要体现在土壤有机层(图 2)。土壤有机层净氨化速率、净硝化速率和净氮矿化速率大多表现为 20 ℃条件下显著高于 10 ℃(P<0.05,图 2)。相反,温度对矿质土壤层氮矿化速率影响大多不显著(图 2)。统计分析表明,培养温度和土壤层次对土壤净硝化和净氮矿化速率有显著影响(P<0.05,表 2)。此外,天然针叶林土壤净氨化速率、净硝化速率和净氮矿化速率均高于桦木次生林和云杉人工林(图 2)。净硝化速率对温度变化的响应大于净氨化速率,培养过程中,3 个森林群落土壤净硝化速率在 20 ℃下比 10 ℃高 79.03%—128.89%,而净氨化速率仅高 37.81%—63.33%(图 2)。

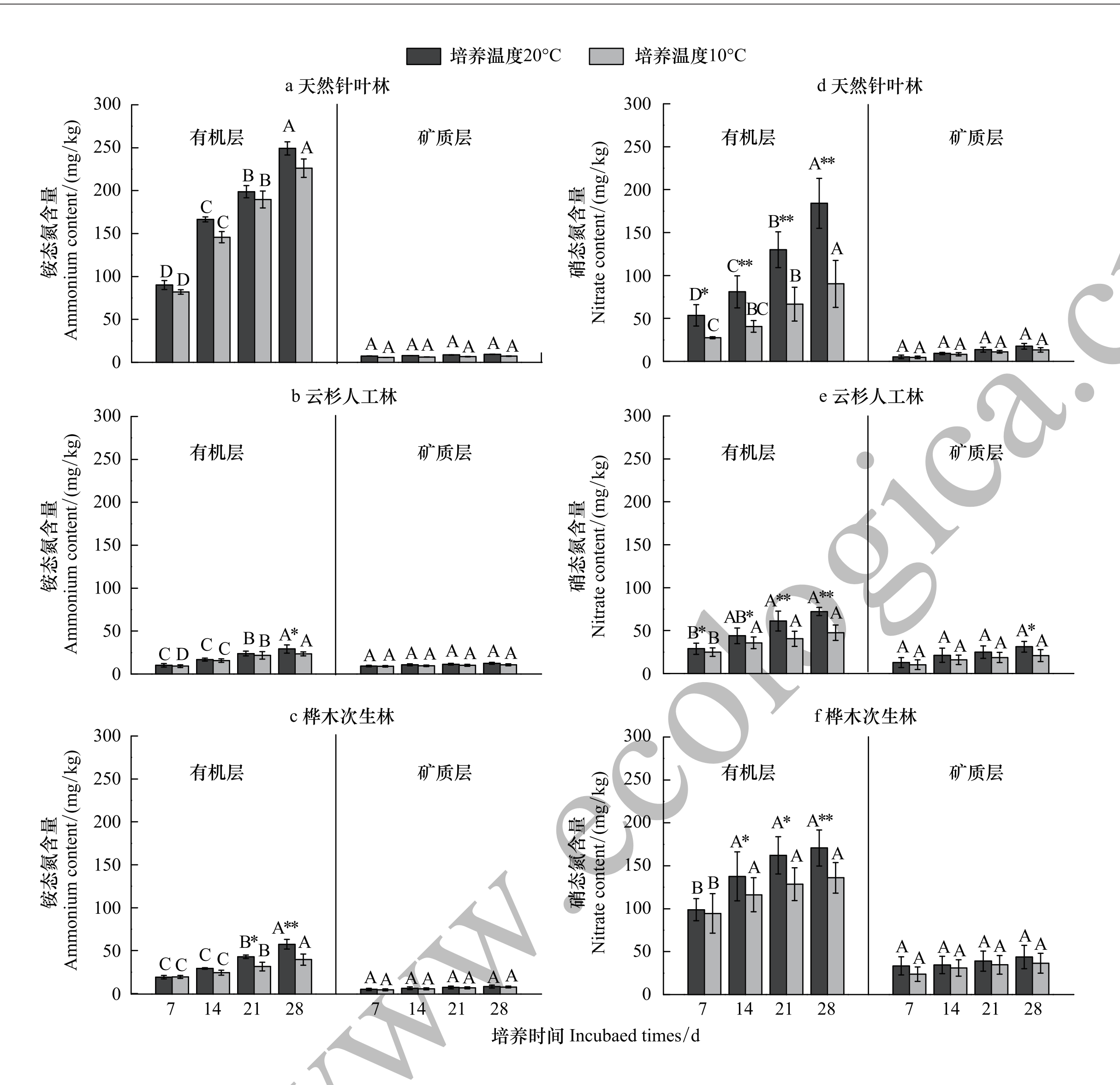


图 1　温度对川西亚高山 3 种森林群落土壤无机氮浓度积累影响

Fig.1　Effects of temperature on accumulation of inorganic nitrogen of three subalpine forest soils of western Sichuan

不同大写字母表示相同培养温度不同培养时间之间差异显著（$P<0.05$）; * 表示相同培养时期不同培养温度之间差异显著; * $P<0.05$; * * $P<0.01$

表 2　不同森林类型、土壤层次和培养温度对土壤无机氮库及净氮矿化速率的重复测定方差分析结果

Table 2　Summary results of repeated measure ANOVA showing response of measured variables to forest type, soil layer and incubated temperature

变异来源 Source of variation rate	NO_3^--N	$NH4^+$-N	净氨化速率 Net ammonification rate	净硝化速率 Net nitrification rate	净氮矿化速率 Net mineralization rate
FT	<0.001	<0.001	<0.001	0.006	<0.001
SL	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
IT	0.002	0.338	0.018	<0.001	<0.001
FT×SL	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	<0.001
FT×IT	0.373	0.789	0.796	0.263	0.238
SL×IT	0.021	0.498	0.193	0.012	0.005
FL×SL×IT	0.224	0.851	0.796	0.165	0.167

FT:森林类型 Forest Type;SL:土壤层次 Soil Layer ;IT:培养温度 Incubation Temperature

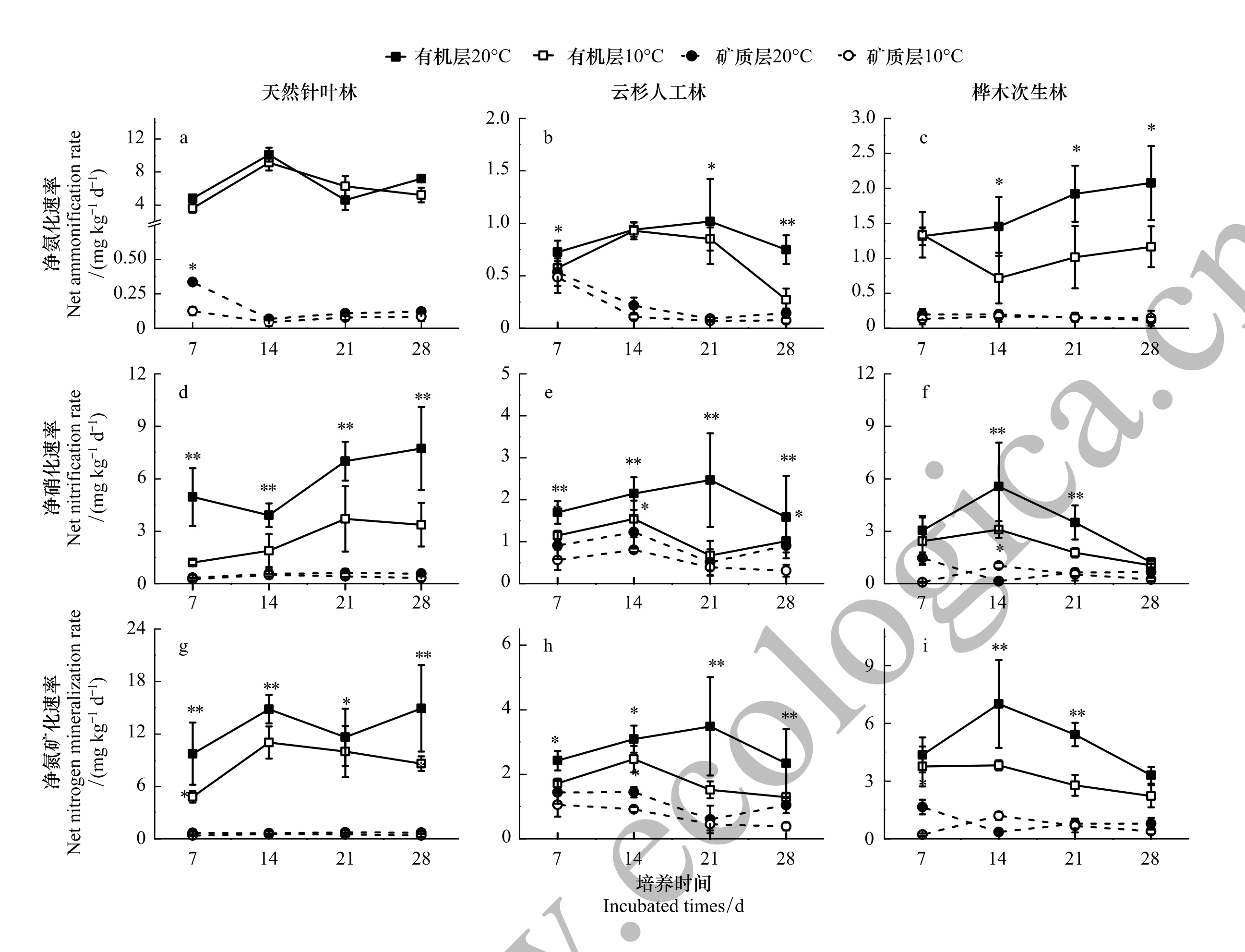


图 2 温度的对川西亚高山 3 种森林群落土壤净氨化速率、净硝化速率和净氮矿化速率影响

Fig.2 Effects of temperature on Net ammonification, nitrification and mineralization rates in three subalpine forest soils of western Sichuan

＊表示相同土壤层次不同培养温度之间差异显著；＊ $P<0.05$；＊＊ $P<0.01$

3 结论与讨论

森林群落转变对生态系统内树种结构、系统营养循环及林地肥力等具有持久性的影响[7]。比较研究相同气候区域不同森林群落土壤氮矿化特征对温度变化响应，可以了解历史的森林管理措施对森林土壤生态系统的影响及其不同森林群落土壤生态系统对气候变化的响应机制。先前研究发现，森林转变对土壤物理化学性质产生显著影响，并可能影响土壤氮矿化速率[15]。例如，亚热带常绿阔叶林转变为杉木林和竹林，土壤净氮矿化速率显著下降[16]。东北次生硬阔林土壤氮矿化速率显著高于落叶松人工林[17]。在本研究中，3 种森林群落在相同室内条件下培养 4 周，天然针叶林土壤有机层氮积累量及矿化速率显著高于桦木次生林和云杉人工林。这和前人的部分研究结果一致[18]，即川西亚高山天然针叶林表层土壤无机氮积累量及净氮矿化速率显著高于云杉人工林。统计分析表明，森林群落对土壤氮矿化影响主要表现在土壤有机层，而对矿质土壤层氮矿化影响不显著。相同气候区域，森林转化最直接影响就是森林植被组成和结构差异。优势物种的不同导致凋落物积累和分解差异，进而造成土壤碳氮库、微生物等组分质量和数量的差异[19]。森林类型变化对土壤底物影响主要也表现在土壤有机层，本研究同时发现，土壤有机层碳氮含量在不同森林土壤有机层之间通常差异显著，而矿质土壤层通常差异并不明显。另外，先前研究发现，森林转化通常会导致土壤净氨化速率和净硝化速率对温度变化的敏感性下降[18]。但是，本研究发现，森林类型和培养温度对土壤无机氮积累及土壤氮矿化速率都有显著影响，但两者交互作用都未达到显著水平。这主要可能是由于取样原则不同，前人研究

主要按照土壤深度来采集土壤,而本研究按照发生层次采集。

森林土壤有机层主要是由土壤表面未分解或半分解的有机残余物质所构成,因其生化特性控制着植被-土壤系统的元素转化和能量循环,因而被认为是土壤和植被之间进行物质交换和能量循环最为重要的界面之一[20]。方差分析表明,土壤层次对土壤氮矿化具有显著影响,即温度对土壤氮矿化的影响因土壤层次而不同,且主要体现在土壤有机层。研究结果表明,天然针叶林、云杉人工林和桦木次生林土壤有机层氮矿化对温度变化的响应均显著高于矿质土壤层,这与 Cassman 等[21],关于土壤层次对氮矿化影响的研究结果一致。这主要归因于以下 4 个方面:1)森林土壤有机质作为微生物生命活动的能量来源,其质量与土壤氮矿化速率对温度的敏感性保持正相关[18],森林凋落物作为土壤有机质的主要输入来源,积累及分解作用主要发生在土壤有机层[22],其释放的有机质作为微生物生命活动能量的主要来源,对微生物的活性具有促进作用。相反,在矿质土壤层中,因维持生命活动能量物质的不足,土壤微生物的生理功能偏低,从而对外界温度变化显得迟钝[23]。2)温度对土壤氮矿化速率的影响主要是通过改变土壤微生物的生理特性而进行[24]。土壤微生物的分解作用是森林土壤氮矿化的主要途径,同时微生物的种类及数量对于整个土壤内部的氮素循环具有重要影响[24]。先前研究发现,土壤有机层微生物的数量及种类均远高于矿质土壤层[25]。3)通常来说土壤氮矿化速率与土壤 C∶N 呈负相关,C∶N 较低的土壤氮矿化速率对于温度变化的响应更为强烈[26],本研究中,土壤有机层 C∶N 明显低于矿质土壤层,进一步佐证了先前的研究结论。4)土壤有机层具有良好的透水、通气条件对土壤微生物的活性具有促进作用,同样有利于提高土壤氮矿化对温度的敏感性[27]。

有机氮在土壤微生物的作用下会逐渐转变为可供植物直接吸收利用的无机氮(铵态氮和硝态氮)[28],其动态特征和矿化速率对于了解森林生态系统 NPP、营养和氮素的循环具有重要的意义[29]。孟盈等[30]在对西双版纳不同热带森林下土壤铵态氮和硝态氮动态研究中发现,热带雨林土壤 pH 大于人工橡胶林,而其铵态氮在有效氮中所占的比例却与此相反。本研究发现,3 种森林群落土壤 pH 大小依次为天然针叶林<云杉人工林<桦木次生林,而各森林群落中硝化细菌的活性与土壤 pH 呈负相关。这与先前研究:pH 对硝化细菌的活性具有抑制作用的结论保持一致[5]。同样,硝化细菌也被认为是川西亚高山地区土壤微生物的主体[18]。生态系统中,C∶N 被认作是控制微生物活性的重要影响因子。研究表明,森林土壤有机质矿化的过程中总是伴随着反硝化作用的进行,且 C∶N 与土壤反硝化作用具有明显的正相关关系[31]。本研究中,天然针叶林土壤 C∶N 小于云杉人工林和桦木次生林,其群落内部的硝化作用相对更强,进一步佐证了先前的研究结论。本研究发现,天然针叶林、云杉人工林及桦木次生林净硝化速率较净氨化速率对于温度变化的响应更为强烈。这是因为,不同微生物对温度变化的响应不同,在 3 个森林群落内,因硝化细菌和氨化细菌数量及种类之间的差异,其土壤氮的净硝化速率和净氨化速率对于温度变化的响应均出现了分异。此外,在土壤氮矿化过程中,部分铵态氮会通过硝化细菌的作用转化为硝态氮,进而对铵态氮的积累产生抑制作用,反之,铵态氮的积累又对硝化速率的提升具有促进作用[32]。同时,铵态氮化学性质不稳定,在升温条件下,部分铵态氮会转变为氨气散失[27,33],同样可能不利于铵态氮积累。

参考文献(References):

[1] Solomon S. IPCC (2007): Climate change the physical science basis. Broadway, Boulder: American Geophysical Union, 2007: 123-124.

[2] Asner G P, Townsend A R, Riley W J, Matson P A, Neff J C, Cleveland C C. Physical and biogeochemical controls over terrestrial ecosystem responses to nitrogen deposition. Biogeochemistry, 2001, 54(1): 1-39.

[3] Chiang J M, Iverson L R, Prasad A, Brown K J. Effects of climate change and shifts in forest composition on forest net primary production. Journal of Integrative Plant Biology, 2008, 50(11): 1426-1439.

[4] Ineson P, Benham D G, Poskitt J, Harrison A F, Taylor K, Woods C. Effects of climate change on nitrogen dynamics in upland soils. 2. A soil warming study. Global Change Biology, 1998, 4(2): 153-161.

[5] Keeney D R. Prediction of soil nitrogen availability in forest ecosystems: A literature review. Forest Science, 1980, 26(1): 159-171.

[6] 欧阳学军, 周国逸, 魏识广, 黄忠良, 李炯, 张德强. 南亚热带森林植被恢复演替序列的土壤有机碳氮矿化. 应用生态学报, 2007, 18(8): 1688-1694.

[7] Templer P H, Groffman P M, Flecker A S, Power A G. Land use change and soil nutrient transformations in the los haitises region of the Dominican Republic. Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37(2): 215-225.

[8] Chapin III F S, Matson P A, Mooney H A, Chapin M C. Principles of terrestrial ecosystem ecology. New York: Springer, 2002: 369-397.

[9] Yang W Q, Wang K Y, Kellomäli S, Gong HD. Litter dynamics of three subalpine forests in western Sichuan. Pedosphere, 2005, 15(5): 653-659.

[10] 张远东, 刘世荣, 马姜明, 史作民, 刘兴良. 川西亚高山桦木林的林地水文效应. 生态学报, 2005, 25(11): 2939-2946.

[11] 杨万勤, 王开运, Kellomaki S. 生物多样性与针叶林生态系统过程的关系. 世界科技研究与发展, 2003, 25(5): 47-55.

[12] 庞学勇, 刘世全, 刘庆, 吴彦, 林波, 何海, 张宗锦. 川西亚高山针叶林植物群落演替对土壤性质的影响. 水土保持学报, 2003, 17(4): 42-45.

[13] 刘金玲, 吴福忠, 杨万勤, 石培礼, 王奥, 杨玉莲, 武志超. 季节性冻融期间川西亚高山/高山森林土壤净氮矿化特征. 应用生态学报, 2012, 23(3): 610-616

[14] 徐振锋, 唐正, 万川, 熊沛, 曹刚, 刘庆. 模拟增温对川西亚高山两类针叶林土壤酶活性的影响. 应用生态学报, 2010, 21(11): 2727-2733.

[15] 陈书信, 王国兵, 阮宏华, 岳臻, 徐长柏, 徐亚明. 苏北沿海不同土地利用方式冬季土壤氮矿化速率比较. 南京林业大学学报:自然科学版, 2014, 38(1): 41-46.

[16] Yan E R, Wang X H, Huang J J, Li G Y, Zhou W. Decline of soil nitrogen mineralization and nitrification during forest conversion of evergreen broad-leaved forest to plantations in the subtropical area of eastern China. Biogeochemistry, 2008, 89(2): 239-251.

[17] 傅民杰, 王传宽, 王颖, 刘实. 四种温带森林土壤氮矿化与硝化时空格局. 生态学报, 2009, 29(7): 3747-3758.

[18] Xu Z F, Liu Q, Yin H J. Effects of temperature on soil net nitrogen mineralisation in two contrasting forests on the eastern Tibetan Plateau, China. Soil Research, 2014, 52(6): 562-567.

[19] Van DerKrift T A, Berendse F. The effect of plant species on soil nitrogen mineralization. Journal of Ecology, 2001, 89(4): 555-561.

[20] 杨万勤, 王开运. 森林土壤酶的研究进展. 林业科学, 2004, 40(2): 152-159.

[21] Cassman K G, Munns D N. Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature, and depth. Soil Science Society of America Journal, 1980, 44(6): 1233-1237.

[22] 林波, 刘庆, 吴彦, 庞学勇, 何海. 川西亚高山针叶林凋落物对土壤理化性质的影响. 应用与环境生物学报, 2003, 9(4): 346-351.

[23] 范分良, 黄平容, 唐勇军, 李兆君, 梁永超. 微生物群落对土壤微生物呼吸速率及其温度敏感性的影响. 环境科学, 2012, 33(3): 932-937.

[24] Cheng W G, Chander K, Inubushi K. Effect of elevated CO_2 and temperature on microbial biomass nitrogen and nitrogen mineralization in submerged soil microcosms. Soil Microorganisms, 2000, 54(1): 51-59.

[25] 冯书珍, 苏以荣, 张伟, 陈香碧, 何寻阳. 坡位与土层对喀斯特原生林土壤微生物生物量与丰度的影响. 环境科学, 2015, 36(10): 3832-3838.

[26] Booth MS, Stark JM, Rastetter E. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data. Ecological Monographs, 2005, 75(2): 139-157.

[27] Aulakh M S, Doran J W, Walters D T, Power J F. Legume residue and soil water effects on denitrification in soils of different textures. Soil Biology and Biochemistry, 1991, 23(12): 1161-1167.

[28] 周才平, 欧阳华. 温度和湿度对长白山两种林型下土壤氮矿化的影响. 应用生态学报, 2001, 12(4): 505-508.

[29] 叶优良, 张福锁, 李生秀. 土壤供氮能力指标研究. 土壤通报, 2001, 32(6): 273-277.

[30] 孟盈, 薛敬意, 沙丽清, 唐建维. 西双版纳不同热带森林下土壤铵态氮和硝态氮动态研究. 植物生态学报, 2001, 25(1): 99-104.

[31] Nadelhoffer K J, Melillo J M. Fine roots, net primary production and soil nitrogen availability: A new hypothesis. Ecology, 1985, 66(4): 1377-1390.

[32] Vervaet H, Massart B, Boeckx P, Van Cleemput O, Hofman G. Use of principal component analysis to assess factors controlling net N mineralization in deciduous and coniferous forest soils. Biology and Fertility of Soils, 2002, 36(2): 93-101.

[33] Rice C W, Tiedje J M, Sierzega P E, Jacobs L W. Stimulated denitrification in the microenvironment of a biodegradable organic waste injected into soil. Soil science society of America Journal, 1988, 52(1): 102-108.